

УДК 504.3.054

О. О. Борисов, аспірант, ORCID 0000-0002-1053-2989
О. В. Кофанова, д-р пед. наук, канд. х. наук, проф., ORCID 0000-0002-9851-6392
Національний технічний університет України
"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

ІНТЕГРАЛЬНИЙ ПОКАЗНИК ГЕОХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ МІСЬКИХ РЕКРЕАЦІЙНИХ ЗОН ВНАСЛІДОК АВТОТРАНСПОРТНОГО НАВАНТАЖЕННЯ

У роботі досліджено вплив автотранспортних потоків м. Києва та викидів шкідливих речовин на території, які призначені для відпочинку людей. Розроблено методику та запропоновано інтегральний показник геохімічного навантаження на територію рекреаційного призначення з боку автотранспорту та інгредієнтів викидів автотранспортних засобів, який враховує (залежно від виду зони відпочинку й діяльності людей) рівні забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і ґрунтових розчинів, поверхневих вод, а також біоіндикаційні показники досліджуваної території. Для розрахунку інтегрального показника застосовано методи математичної статистики, математичного моделювання, натурні спостереження, емпіричні дослідження та обчислювальний експеримент. За інтегральним показником встановлено, що досліджувані придорожні зони відпочинку людей досить часто є потенційно небезпечними для їх здоров'я через шкідливий вплив автотранспортних потоків. За різних погодних і метеорологічних умов спрогнозовано вплив автотранспортних потоків на екологічний стан досліджуваних територій за певної дорожньої ситуації.

Ключові слова: рекреаційна зона, придорожні території, автотранспортне навантаження, екологічна безпека, викиди автотранспортних засобів, інтегральний показник геохімічного навантаження.

© О. О. Борисов, О. В. Кофанова, 2019

Вступ. Україна є однією з країн, що мають надзвичайно розвинуту мережу автотранспортного сполучення. І це, у свою чергу, створює у великих містах і передмістях низку екологічних проблем, пов'язаних, наприклад, з небезпечним забрудненням селітебних територій, міських зон відпочинку – паркових зон, поверхневих водойм, інших територій рекреаційного призначення, а також придорожніх ґрунтів і ґрунтових вод, рослинного і тваринного світу викидами автотранспортних засобів (АТЗ). І хоча при проектуванні й будівництві автотранспортних шляхів проектувальники й міська адміністрація намагаються враховувати не тільки соціально-економічні показники, а й надати екологічну оцінку шкідливого впливу майбутньої автодороги на довкілля (зокрема, розрахувати потенційне інгредієнтне й акустичне забруднення атмосферного повітря, встановити можливий вплив автодороги на водні об'єкти і придорожні ґрунти, сніговий покрив тощо, оцінити можливість потрапляння шкідливих речовин (ШР) до підземних вод, визначити їх потенційну екотоксикологічну дію на тваринні й рослинні організми, передбачити інші негативні наслідки тощо), ця проблема на сьогодні все ще залишається невирішеною.

Постановка проблеми. Екологічні проблеми, спричинені шкідливим впливом інгредієнтів викидів АТЗ на довкілля, посилюються й тим, що вітчизняний автопарк є досить застарілим, причому, як технічно, так і морально. В країні до сьогодні активно експлуатуються автомобілі радянських часів; з країн ЄС імпортуються вживані автотранспортні засоби, які за екологічними нормами Євро не відповідають сучасним вимогам і не можуть використовуватися в країнах Євросоюзу. Великий внесок у забруднення всіх компонентів довкілля вносять такі чинники, як використання традиційних, нафтових джерел енергії, низька якість пального, а також відсутність або невелика частка використання електромобілів.

Серед основних компонентів відпрацьованих газів (ВГ) сучасних АТЗ, що є забруднювачами довкілля, варто відзначити такі, як монооксид Карбону CO , оксиди Нітрогену NO_x і Сульфур SO_2 тощо, сажа, поліароматичні (ПАВ) та інші вуглеводні C_nH_m , альдегіди RC(O)H (зокрема, формальдегід HC(O)H та акролеїн $\text{C}_2\text{H}_3\text{C(O)H}$). Негативний вплив на придорожні території і міське атмосферне повітря чинять також паливні випаровування. Зокрема, велику небезпеку несуть картерні гази, які є сумішшю певної частини ВГ, що пройшли через негерметичні поршневі кільця до картеру двигуна, і парів моторного масла. Крім цього, до атмосферного повітря та інших сфер довкілля під час транспортування, зберігання й продажу можливе потрапляння випаровувань та розливів палив (бензину, дизельного пального, мазуту тощо), масел та інших нафтопродуктів.

Раніше вважалося, що порівняно з бензиновими двигунами, які мають коефіцієнт корисної дії до 30 %, дизельні АТЗ є ефективнішими [1]. Проте саме дизельні двигуни є основними емітентами сажі й оксидів Нітрогену, які, перетворюючись під дією кисню й світла та реагуючи з іншими компонентами атмосферного повітря, здатні спричинювати фотохімічний смог і тим самим згубно впливати на живі організми. При цьому навіть керування процесом згоряння палива у камері згоряння дизельного двигуна й регулювання плавності його роботи не можуть забезпечити одночасне скорочення викидів продуктів неповного згоряння палива і зменшення концентрації оксидів Нітрогену у ВГ автомобіля, оскільки хімічні процеси утворення цих речовин мають антагоністичний характер.

З продуктами зношування шин і дорожнього покриття, компонентами різноманітних присадок і масел у навколишнє середовище потрапляють важкі метали, інші речовини канцерогенної та мутагенної дії. При цьому рівень забруднення окремих компонентів довкілля великою мірою залежить від конструкції та технічного стану АТЗ, якості та виду використовуваного моторного палива, рельєфу та технічного стану автодороги, інтенсивності та режимів руху автотранспортних потоків, відстані від дороги та наявності або відсутності міської забудови у придорожному просторі, виду й висоти рослинного покриву тощо.

Серед загроз екологічній безпеці довкілля також доцільно відзначити синтетичні поверхнево-активні речовини (ПАР), що використовуються автовласниками для мийки машин та в автокосметиці. Вони містять як активні сполуки детергенти (сурфактанти), зазвичай розчинені у триполіфосфаті Натрію або у чотирьохзаміщеному триполіфосфаті Натрію. Такі сурфактанти чинять токсичну дію на поверхневі й підземні води, змінюючи їх поверхневий натяг і впливаючи на інші властивості водних розчинів, а їх фосфоровмісні компоненти ще й сприяють евтрофікації водойм. У розвинутих країнах світу і в нашій країні фосфоровмісні детергенти все частіше замінюють на сульфуровмісні ПАР, зокрема, на алкілбензолсульфанат Натрію або лаурилсульфат Натрію. Проте й останні не є повністю безпечними в екологічному сенсі.

Метою роботи є інтегральна оцінка геохімічного навантаження з боку автотранспортних потоків та викидів АТЗ на розташовані поблизу напружених магістралей міські зони відпочинку людей (на прикладі зон відпочинку і паркових зон м. Києва поблизу природних або штучних водойм).

Аналіз останніх досліджень. На здоров'я міського населення впливають багато різноманітних чинників, серед яких саме забруднення довколишнього середовища є надзвичайно впливовим фактором. При цьому чутливість людини до певних видів забруднень залежить від віку, статі, стану здоров'я, умов життя, метеоумов та інших чинників. Зокрема, особи похилого віку, діти, хворі на астму, хронічний бронхіт тощо виявляються більш вразливими до забруднень. Отже, в цьому контексті важливим є визначення й комплексна оцінка шкідливої дії викидів АТЗ на всі компоненти довкілля, особливо на тих

придорожніх територіях міста, які використовуються його мешканцями для відпочинку, тобто у зонах рекреаційного призначення. При цьому екологічне навантаження на навколишнє середовище оцінюється за вмістом в атмосферному повітрі (АП), водоймах, ґрунтах і ґрунтових водах найбільш характерних забруднювачів, а також за інтенсивністю дії таких фізичних чинників, як шум, вібрація, радіоактивне випромінювання, електромагнітні поля тощо.

Для встановлення рівня забруднення атмосферного повітря населених пунктів прийнято застосовувати середню концентрацію певної домішки $q_{\text{ср}}(X_i)$, її середнє квадратичне відхилення σ та максимальну разову концентрацію домішки $q_{\text{мак}}(X_i)$ (у мг/м^3 або мкг/м^3). А порівняння масових концентрацій домішки X_i з відповідними значеннями її гранично допустимих концентрацій ГДК(X_i) надає інформацію про рівень забруднення АП на урбанізованій території. При цьому середні концентрації домішки порівнюють з середньодобовими значеннями ГДК_{с.д.}(X_i), а максимальні з разових – з ГДК_{м.р.}(X_i) [2].

Якість АП певної території, району, мікрорайону чи міста в цілому оцінюють за інтегральним індексом забруднення АП (ІЗА₅), який розраховують, як правило, за середньорічними (або середньомісячними) концентраціями домішок X_i за формулою (1) і який враховує ступінь шкідливого впливу на живі організми певного комплексу основних забруднювачів (зазвичай у кількості 5-ти), які є найбільш характерними саме для цієї місцевості, території, зони тощо:

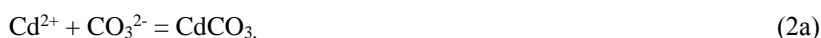
$$\text{ІЗА}_5 = \sum_{n=1}^5 [C(X_i) / \text{ГДК}_{\text{с.д.}}(X_i)] a_i, \quad \text{ум. од.}, \quad (1)$$

де $C(X_i)$ – середня масова концентрація i -го забруднювача в АП, мг/м^3 ; ГДК_{с.д.}(X_i) – середньодобова гранично допустима концентрація i -ого поллютанта, мг/м^3 ; X – токсикант; a_i – коефіцієнт, що враховує ступінь шкідливості забруднювача порівняно зі шкідливістю речовини 3-го класу небезпеки (наприклад, діоксиду Сульфуру SO_2). Для речовин 1-го класу небезпеки коефіцієнт a_i встановлений 1,7; 2-го класу – 1,3; 3-го класу – 1,0, і для речовин 4-го класу небезпеки він дорівнює 0,9 [2]. Таким чином, показник ІЗА₅, є досить чутливою оцінкою (індикатором) тиску на АП з боку автотранспортних потоків і автомагістралей, їх впливу на захворюваність та здоров'я населення.

ШР можуть потрапляти до ґрунту, ґрунтових і поверхневих вод не тільки з АП, а й безпосередньо, наприклад, з аварійними зливами, кислотними опадами та ін. Окрім того, їх агрегатний стан також може відрізнятися. Наприклад, це може бути сажа (або пил) з адсорбованими на ній канцерогенними речовинами, різноманітні аерозолі (як грубодисперсні, так і дрібнодисперсні), водні сольові чи інші розчини тощо. Зокрема, у дрібнодисперсному стані до педосфери можуть потрапляти сполуки важких (ВМ) та інших металів (Pb, Zn, Cd, Ni, Mo, Cu, Hg, Sn та Fe). Важливим є те, що сполуки можуть містити метали у різних валентних станах, токсичність яких може відрізнятися на декілька порядків. Це, наприклад, стосується сполук Хрому, Мангану, Стануму, Купруму та Меркурію. Наприклад, деякі сполуки двохвалентного Меркурію можуть розчинятися у воді (водних розчинах) з утворенням іонів Hg^{2+} , які не здатні накопичуватися у тканинах живих організмів і тому не чинять значного токсичного впливу на гідробіонтів і людину. У той самий час, іон CH_3Hg^+ , що утворюється у водному середовищі, є надзвичайно токсичним через його здатність до біоаккумуляції [3].

Згідно емпіричних даних, концентрація сполук ВМ у ґрунті на глибині 5–10 см майже в 2 рази менша, ніж у поверхневому шарі товщиною до 5 см. А максимальне забруднення спостерігається, як правило, на відстані 7–15 м від дороги, тоді як, наприклад, на відстані 25 м концентрація сполук ВМ знижується приблизно у 2 рази, а через 100 м наближається до фонові [3], [4]. Проте внаслідок вторинних процесів перенесення ШР викиди, наприклад, сполук Плюмбуму можуть зустрічатися й на більших відстанях від дороги.

При потрапленні до ґрунту й ґрунтових розчинів навіть нетоксичних речовин основного чи кислотного характеру відбувається зміна кислотності середовища (характеризується водневим показником pH), а також сольового складу ґрунту, підземних і поверхневих вод. Змінюється при цьому й розчинність сполук, особливо тих, що знаходяться у розчиненому чи дрібнодисперсному стані. Наприклад, іони Кадмію Cd^{2+} у навколишньому середовищі можуть осаджуватися у вигляді карбонатів:



а при зміні pH у бік більш кислого середовища ці карбонати здатні розкладатися і вивільнювати іони Кадмію Cd^{2+} та вуглекислий газ CO_2 :



При цьому іони Кадмію Cd^{2+} є дуже токсичними, оскільки за своїми хімічними властивостями нагадують іони Цинку Zn^{2+} . Але оскільки іони Cd^{2+} більш міцно, ніж іони Zn^{2+} , зв'язуються з Сульфуром, то вони здатні витискувати іони Цинку з ферментів, в яких вони виконують роль ко-фактора. Це, в свою чергу, призводить до втрати біологічної активності ферментів, а внаслідок цього – до порушення нормальної життєдіяльності організмів.

Як показує практика, через можливі хімічні, фізико-хімічні, фотохімічні та біохімічні трансформації, що неперервно відбуваються у навколишньому середовищі, первинні токсиканти можуть перетворюватися на більш небезпечні або, наприклад, осаджуватися на певній ділянці території і спричинювати локальне забруднення. Такі техногенні аномалії і локальні забруднення, особливо на територіях і в зонах рекреаційного призначення, становлять небезпеку як для живих організмів флори і фауни, так і для здоров'я населення, впливаючи на репродуктивну функцію людей, їх дихальну систему, спричинюючи генетичні розлади, погіршення імунітету та інші вади. Небезпечним є й те, що багато ШР здатні мігрувати механічно, фізико-хімічно, по трофічних ланцюгах тощо, формуючи при цьому ареали вторинних забруднень на природних і техногенних геохімічних бар'єрах, створюючи неконтрольоване забруднення великих, у тому числі й селітебних територій. І особливо небезпечними у цьому сенсі є оксиди Сульфуру, Карбону та Нітрогену, сажа, сполуки ВМ, формальдегіди і ПАВ.

Викладення основного матеріалу. Під час комплексного дослідження геоекологічного стану територій, що мають рекреаційне призначення (паркових зон відпочинку, територій поблизу природних і штучних водойм тощо) та розташовані поблизу напружених автодоріг, встановлено, що вулично-дорожня мережа столиці спроектована й побудована таким чином, що багато парків, скверів і зон відпочинку людей знаходяться у безпосередній близькості до дороги. Це означає, що викиди автотранспортних потоків здатні спричинити велику шкоду здоров'ю людей і особливо дітей, зріст яких значно менший, ніж у дорослої людини. Зокрема, це стосується тих поллютантів, відносна молярна маса яких за повітрям $D_{\text{пов}}(X_i)$ більша одиниці, оскільки саме ці забруднювачі концентруються ближче до поверхні землі – в зоні подиху дітей.

Отже, на виконання поставлених у роботі завдань на основі аналізу картографічної інформації, літературних джерел, спостережень міжнародних організацій, а також за допомогою власних натурних досліджень за автотранспортними потоками міста, даних біоіндикації, експериментальних досліджень ґрунтових розчинів, поверхневих вод, атмосферних опадів тощо, а також з використанням методу математичного моделювання нами запропоновано інтегральний показник геохімічного навантаження на міські території – зони активного відпочинку дітей і дорослих. Об'єкти дослідження детально схарактеризовано в роботах [5]–[7], особливості біоіндикаційних досліджень – у працях [8]; алгоритм побудови математичних моделей та оцінювання рівня забруднення АП у придорожньому просторі описано у роботі [7]. Натурні спостереження за автотранспортними потоками проводили за методикою [9].

У дослідженні ґрунтів, ґрунтових витяжок, атмосферних опадів і проб поверхневих вод особливу увагу приділяли сезонній зміні кислотно-сольового забруднення, спричиненого використанням узимку протижелезних засобів (ПОЗ), здатних змінювати рН середовища. Це, наприклад, піщано-сольові суміші, суміші солі хлориду Натрію NaCl і хлориду Кальцію CaCl_2 у пропорції 88:12 [10], нітрату Кальцію і сечовини $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 + \text{Ca}(\text{NH}_2)_2$, нітрит-нітрату Кальцію і хлориду Кальцію $\text{Ca}(\text{NO}_2)_2 + \text{Ca}(\text{NO}_2)_2 + \text{CaCl}_2$, нітрит-нітрату Кальцію $\text{Ca}(\text{NO}_2)_2 + \text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ та інших ПОЗ (наприклад, рідкого 28 %-го розчину модифікованого хлориду Кальцію CaCl_2). Зокрема, зазначені бінарні й потрійні протижелезні суміші є нетоксичними, не спричинюють корозії металів і не руйнують асфальто- і цементобетонні покриття доріг. Але, потрапляючи до ґрунту, ґрунтових вод і водойм, ці солі здатні накопичуватися в них, причому коефіцієнт їх накопичення сильно залежить від відстані до дороги та типу ґрунту.

Наприклад, іони Натрію здатні затримуватися суглинисто-глинистими ґрунтами, а хлориди (залежно від типу ґрунту) концентруються на глибині до 60 см, хоча у водному середовищі іони Хлору здатні мігрувати на великі відстані. За даними [11], вже через 5 років використання ПОЗ їх концентрація у ґрунтах підвищується у 6 разів, через 10 років – у більш ніж 9 разів, а через 18 років – майже в 12 разів (у перерахунку на Натрій). Таким чином, надмірне, а іноді й безконтрольне використання ПОЗ, а також так звана роторна перевалка снігу на газони, тротуари, придорожні території тощо веде до зростання навесні у ґрунтах, ґрунтових і поверхневих водах концентрації іонів Cl^- та Na^+ (або концентрації хлоридів та/або сульфатів інших металів). У свою чергу, це приводить до витискування з ґрунтового поглинаючого комплексу катіонів Кальцію Ca^{2+} і Магнію Mg^{2+} , які заміщуються на більш рухомий катіон Na^+ . Це змінює фізичні, фізико-хімічні й хімічні властивості ґрунтів, сприяє їх ерозії і деградації, викликає забруднення водойм тощо. Навіть пісок, який використовують у складі ПОЗ, не є повністю безпечним компонентом, оскільки навесні залишки піщаного пилу, активно адсорбуючи на своїй поверхні різноманітні ШР, в тому числі й ПАВ, потрапляють до водойм і ґрунтових розчинів, спричинюють пилове забруднення території і, як наслідок, погіршення здоров'я людей.

Відомо, що оптимальний діапазон кислотно-основного балансу середовища для більшості

представників рослинного світу становить 5,0–7,5 одиниць рН. При цьому відхилення рН ґрунтового середовища у бік лужного навіть більш згубно відбивається на життєдіяльності рослин, ніж таке саме відхилення у бік кислотного. І деревні породи, які є одними з основних затримувачів поллютантів і очищувачів міського АП, приймають цей удар на себе. Зміна кислотності ґрунтів і збільшення в них концентрації хлорид-аніонів і катіонів Натрію призводять також до підвищення осмотичних тисків ґрунтових вод, що, в свою чергу, знижує здатність засвоєння вологи рослинами. А залишкові кількості хлориду Натрію у вигляді дрібнодисперсного аерозолу осаджуються на деревах, спричинюючи їх пригнічення, втрату біологічної стійкості та навіть загибель. У вологому повітрі навіть діоксид Нітрогену NO_2 здатний взаємодіяти з аерозолем хлориду Натрію NaCl та утворювати такі забруднювачі, як нітратна й хлоридна кислоти. Цей процес зазвичай відбувається у 2 стадії, зокрема, на першій, проміжній стадії утворюється небезпечна нітратна кислота HNO_3 та монооксид Нітрогену NO [12]:



а на другій стадії – адсорбція її парів дрібнодисперсними частинками хлориду Натрію з виділенням також сильної кислоти – хлоридної HCl :



Зазначимо, що кінцевим продуктом трансформації діоксиду Сульфуру SO_2 у повітряному середовищі також може бути хлоридна кислота HCl , яка утворюється за хімічним рівнянням:



Аналогічна взаємодія відома й для карбонатів багатьох металів [12].

рН ґрунтової витяжки та проб води визначали потенціометричним методом при температурі $20 \pm 0,05$ °С. Як електрод порівняння використовували хлорсрібний електрод, індикаторним електродом був скляний. У дослідженні як кількісний критерій сольового забруднення ґрунту, ґрунтових розчинів і проб води використано показник $K_{\text{сол.з.}}$ (у відсотках), що дорівнює відношенню концентрації іонів Хлору Cl^- у ґрунтовій витяжці зразка, взятого в певній точці спостереження $C(\text{Cl}^-)$, до значення фонові концентрації іонів Cl^- $C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-)$ у контрольній точці [13]:

$$K_{\text{сол. з.}} = C(\text{Cl}^-) 100\% / C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-). \quad (5)$$

Зазначимо, що для характеристики кислотності ґрунтів було застосовано показники рН водних ґрунтових витяжок. Однак через високу буферність ґрунтів цей показник не завжди дає можливість правильно оцінити рівень кислотно-основного забруднення середовища. У таких випадках рекомендується використовувати показник потенційної кислотності, який визначається титруванням ґрунтових витяжок, приготованих на 1,0 М розчині хлориду Калію, стандартним розчином лугу [14]. При проведенні інструментальних досліджень проводили статистичну обробку результатів із використанням програм MS Excel та SPSS Statistics: визначали середні значення, стандартне відхилення, перевіряли значимість отриманих результатів за критерієм Стюдента, вважаючи результат значимим при $\alpha < 0,05$.

У роботі було зафіксовано суттєву зміну кислотності ґрунтових розчинів – від 5,7 майже до 9,0 одиниць, яка має сезонний характер, при фоновому значенні 5,7–6,1. При цьому рН досліджуваних поверхневих вод коливалось у межах від 5,4 до 8,7. Отже, підлогування водних розчинів навесні, після танення снігу, а також суттєве зростання концентрації хлорид-іонів у водних ґрунтових витяжках і пробах води є індикатором кислотно-сольового забруднення території, спричиненого як навантаженням з боку автотранспортних потоків, так і використанням ПОЗ.

Для встановлення рівня забруднення ґрунтового покриву територій, що є зонами відпочинку людей, за емпіричними даними кислотного і сольового забруднень нами розраховувались інтегральний показник кислотно-сольового забруднення ($K_{\text{к-с.з.}}$), який визначали для кожної ділянки окремо (в різні сезони) як незважену суму зміни кислотно-основного балансу досліджуваної території (за значенням показника $\text{pH}_i / \text{pH}_{\text{ф}}$) та відносний показник сольового забруднення ґрунту ($C_{\text{сол. і.}} / C_{\text{сол. ф.}}$) [15].

Відомо, що у природних і ґрунтових водах міграція хімічних елементів відбувається досить інтенсивно. При цьому, як правило, спостерігається зміна якісного й кількісного складів природних вод, а у воді й донних відкладеннях, органах рослин і тварин накопичуються небезпечні сполуки Хлору, Сульфуру, Нітрогену, Натрію, ВМ тощо. Особливо небезпечним є забруднення територій оздоровчого призначення, які, як правило, підлягають комплексному забрудненню – погіршується не тільки стан АП і водойм, а й ґрунтового покриву, рослинності, тваринного світу тощо.

Забруднення міського АП вивчали шляхом поєднання методів математичного моделювання, математичної статистики та проведення просторово-часових натурних обстежень із вивчення інтенсивності й щільності транспортних потоків на автомагістралях міста, розташованих поблизу зон відпочинку людей. Метод математичного моделювання надає змогу встановити не тільки рівень забруднення АП та придорожніх територій через викиди АТЗ, а й за допомогою обчислювального експерименту виявити ті комбінації несприятливих чинників (наприклад, атмосферних, кліматичних, метеорологічних тощо), які найсильніше впливають на дисперсію шкідливих домішок у повітрі, а також спрогнозувати рівні забруднень міського АП за цих умов.

У роботі для моделювання дисперсії ШПР у атмосферному повітрі придорожного простору використовували модель факельного наближення М. Є. Берлянда [16], що є розв'язком диференціального рівняння турбулентної дифузії з урахуванням даних щодо коефіцієнтів дифузії та властивостей підстилаючої поверхні. Ця модель дає змогу розрахувати поля разових максимальних концентрацій ШПР на рівні землі і, наприклад, у 2-метровому шарі АП. При цьому, згідно з моделлю Гіффорда, концентрація домішки у факелі розглядається як результат суперпозиції нескінченної кількості точкових джерел, хмари від яких переносяться за вектором середнього вітру і розширюються в міру їх віддалення від джерела забруднення. Дифузією домішки за вектором вітру при цьому нехтують і розглядають дисперсію ШПР тільки у напрямку, перпендикулярному вектору вітру [17], [18].

Методика побудови математичних моделей базується на розробках авторів робіт [19], [20]. Для оцінки рівня впливу автомагістралі на геоecологічний стан придорожніх зон відпочинку людей та з метою подальшого моделювання забруднень від автотранспорту нами використано методику інвентаризації викидів ШПР від АТЗ, розроблену А. В. Рузьким та В. В. Донченком [9], [21]. При моделюванні враховувались стан підстилаючої поверхні, метеоумови, характеристики автотранспортних потоків, щільність і швидкість їх руху, типи АТЗ, дорожні умови, довжину та ширину досліджуваної ділянки тощо. Поля дисперсії будувались для таких шкідливих домішок, як монооксид Карбону CO, оксиди Нітрогену у перерахунку на діоксид Нітрогену NO₂, дрібнодисперсні частинки сажі та пилу – РМ. При моделюванні вважали, що дисперсія РМ з розміром ≤ 10 мкм підпорядковується закономірностям, що є характерними для дисперсії газів, тоді як для частинок більш великих розмірів ці закономірності суттєво змінюються [19].

Отже, для комплексного обстеження території нами обиралась ділянка зони відпочинку, проводився її детальний аналіз, вивчалось її розміщення відносно дороги й автотранспортне навантаження поблизу, визначались ті фактори, що чинять найсильніший негативний вплив на рівень її забруднення. Окремо встановлювали вид діяльності людей та локалізацію місць їх відпочинку, наприклад, паркова зона, кафе, місця для активних ігор, імпровізовані чи стаціонарні дитячі майданчики, місця для купання, ловлі риби та ін. Як приклад на рис. 1 подана карта і фотографії досліджуваної ділянки зони відпочинку людей з розташованим поряд водним об'єктом – озером Райдужне (м. Київ). Ця територія використовується населенням мікрорайону і для прогулянок, у тому числі з маленькими дітьми, і для водного відпочинку тощо. Поряд з дорогою розташовані "відкриті" кафе, а натурні спостереження за автомагістраллю по вул. Райдужна показують, що нею часто користуються і велосипедисти.

На рис. 2 і 3 показано приклади полів дисперсії основних забруднювачів – інгредієнтів відпрацьованих газів АТЗ – за небезпечних для даної місцевості метеоумов; зеленим кольором позначено відстань від дороги, на якій рівень забруднення стає екологічно прийнятним.

Для характеристики рівнів забруднення АП придорожного простору і прилеглих територій за результатами математичного моделювання й обчислювального експерименту застосовували таку градацію [20]:

1 бал – екологічно безпечний рівень (зона, де немає перевищення максимальної разової гранично допустимої концентрації);

2 бали – середній рівень забруднення (зона, де перевищення ГДК_{м.р.} певної шкідливої домішки становить від 1 до 4,4 ГДК_{м.р.});

3 бали – високий рівень забруднення (зона, де перевищення ГДК_{м.р.} становить від 4,4 до 8,0);

4 бали – екологічно небезпечний стан (зона, де перевищення ГДК_{м.р.} становить вище за 8,0).

Для характеристики рівнів геохімічного навантаження на ґрунтовий покрив досліджуваної території запропоновано таку градацію:

1 бал, якщо за даними математичного моделювання встановлено, що пилове забруднення за зваженими частинками РМ перевищує ГДК_{м.р.};

2 бали, якщо емпірично встановлено наявність кислотного-сольового забруднення території;

3 бали, якщо встановлена наявність у ґрунті та ґрунтовому розчині сполук важких металів;

4 бали, якщо спостерігається перевищення гранично допустимого рівня радіоактивного випромінювання.

Для характеристики рівнів забруднення поверхневих водних об'єктів, розташованих на рекреаційних територіях, пропонуємо таку градацію:

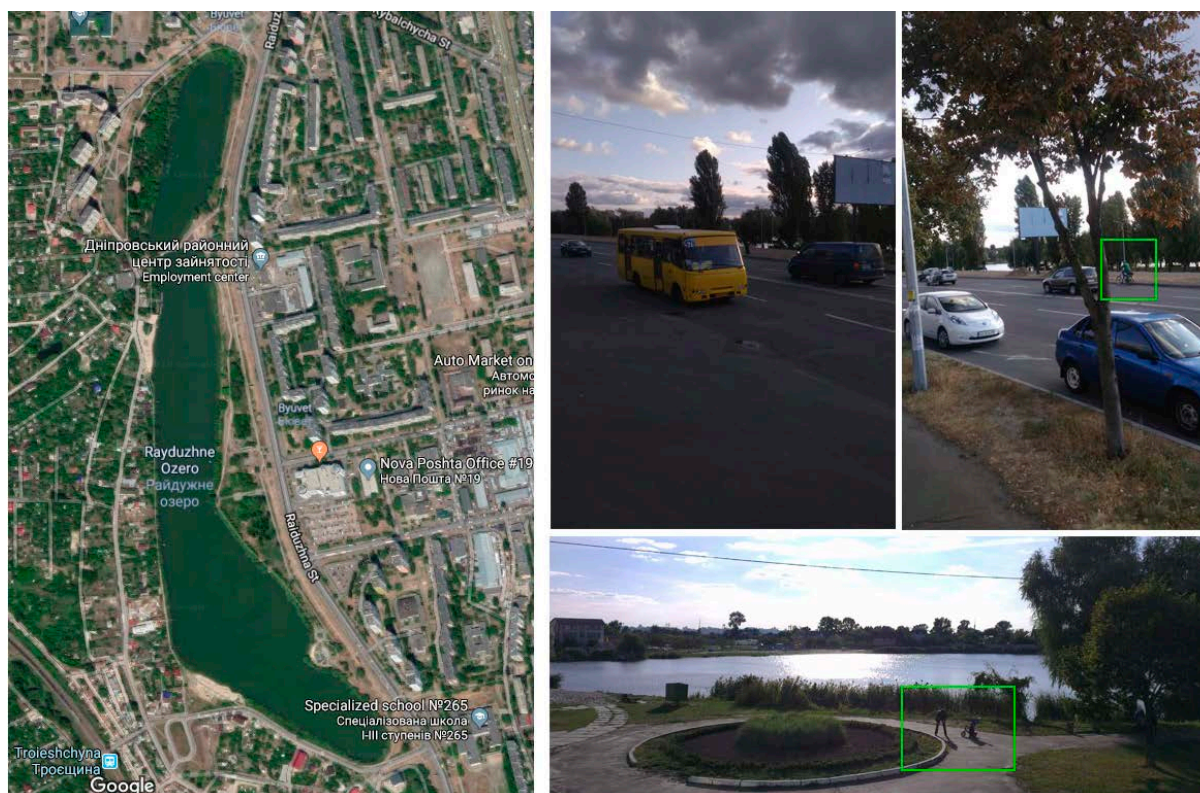
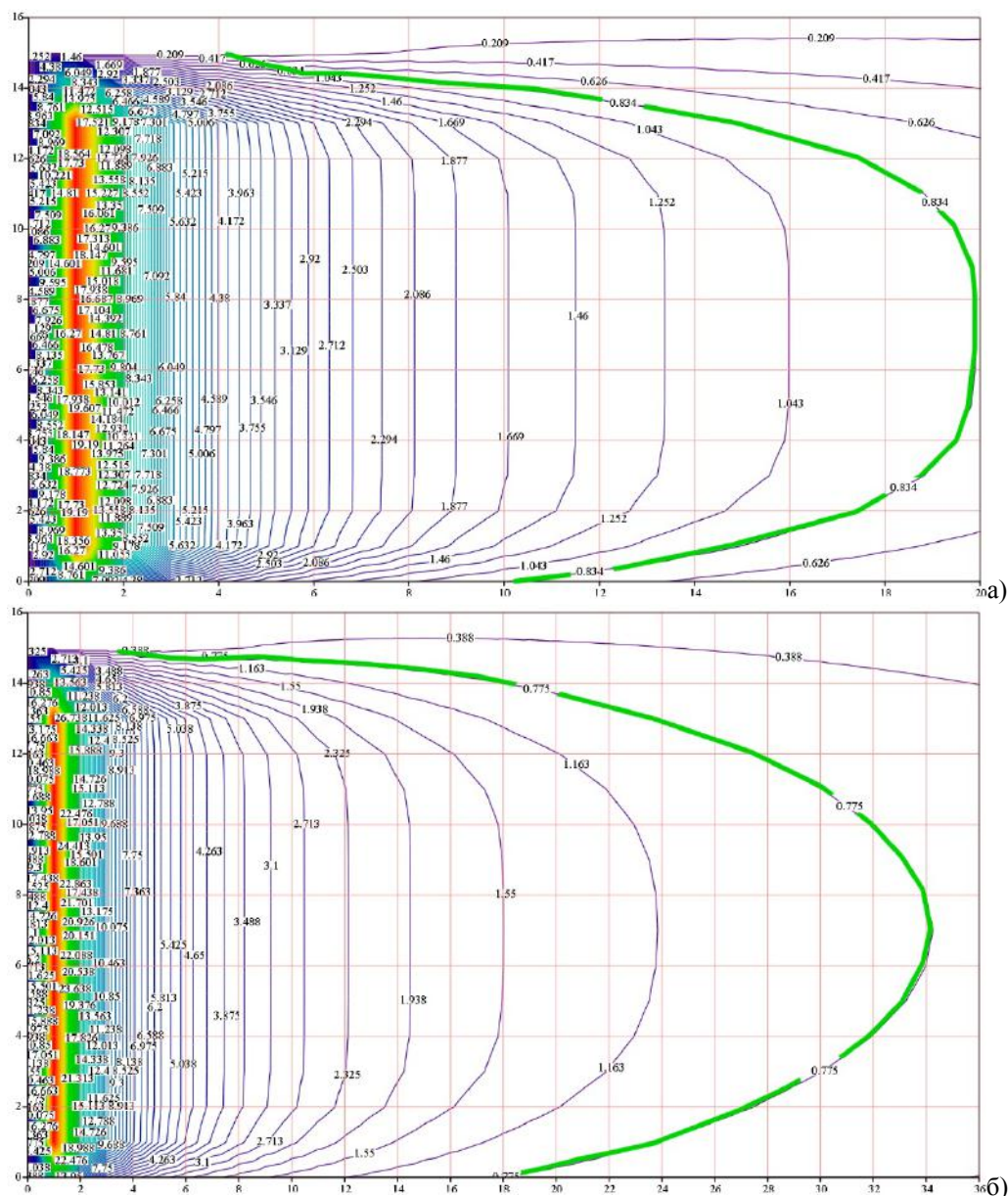


Рисунок 1 – Карта (супутниковий знімок) та фотографії досліджуваної ділянки зони відпочинку людей поряд з озером Райдушне (м. Київ, вул. Райдушна).

- 1 бал – наявність кислотно-сольового забруднення водойми;
- 2 бали – наявність у пробах води синтетичних ПАР та плівок нафтопродуктів (встановлюється за натурними спостереженнями та вимірюванням поверхневого натягу за допомогою сталагмометра);
- 3 бали – наявність у пробах води сполук важких металів;
- 4 бали – перевищення гранично допустимого рівня радіоактивного випромінювання.

Таким чином, згідно розробленої нами методики, отримані за методом математичного моделювання дані щодо рівнів забруднення придорожнього простору певними інгредієнтами викидів АТЗ, а також емпіричні дані далі використовуються для обчислення інтегрального показника (у балах) геохімічного навантаження з боку автотранспорту на ділянку рекреаційного призначення. Запропонований нами показник враховує (залежно від виду зони відпочинку та діяльності на ній людей) рівні забруднення АП (за всіма досліджуваними домішками), забруднення ґрунтів і ґрунтових розчинів (пилове, кислотно-сольове, важкими металами та радіоактивне), поверхневих вод (кисотно-сольове, ПАР, сполуками ВМ та радіоактивне), а також за наявності біоіндикаційні дослідження (наприклад, за методом ліхеноіндикації для паркових зон і скверів) тощо.

Запропонований нами інтегральний показник геохімічного навантаження використано для комплексної оцінки стану рекреаційних територій міста, проте опосередковано його можна пов'язати й зі здоров'ям мешканців, які їх відвідують. Його залежність від виду діяльності людей, зокрема, сімейний відпочинок з дітьми, пікнік, відвідування "відкритого" кафе, прогулянка, купання тощо обумовлює й певні відмінності у силі впливу конкретної складової довколишнього середовища на цей інтегральний показник, що можна врахувати коригуванням відповідних вагових коефіцієнтів. Наприклад, на територіях, що більшою мірою використовуються для прогулянок, у паркових зонах тощо найсильніший вплив чинить якість атмосферного повітря і ґрунтів. За умови наявності поблизу водойм важливим стає і їх екологічний стан, навіть якщо їх не використовують для купання. Сильно впливає і наявність у безпосередній близькості до рекреаційної території житлової забудови, що створює додаткові труднощі для розсіювання домішок АП.



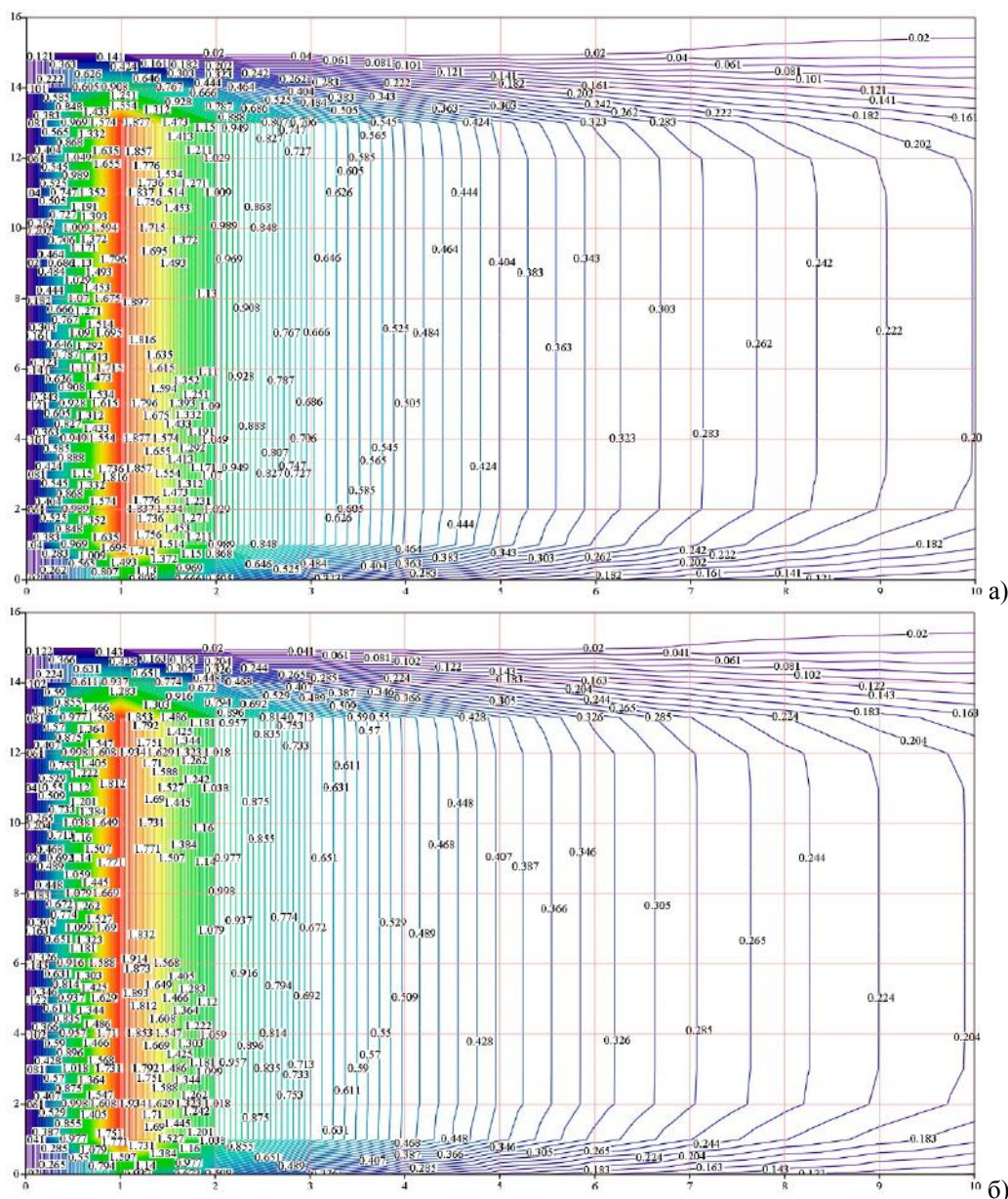


Рисунок 3 – Приклади полів дисперсії дрібнодисперсних частинок сажі розміром до 10 мкм на ділянці зони відпочинку поряд з озером Райдушне (м. Київ) за небезпечних для даної місцевості метеоумов: напрям вітру – північно-східний, швидкість вітру – 3 м/с (а) 10 м/с (б).

Для нашого дослідження формула (6) із врахуванням забруднення АП, ґрунтів та водойми – озера Райдушне (м. Київ), матиме вигляд:

$$ПН = k_A \cdot x_A + k_S \cdot x_S + k_W \cdot x_W, \quad (7)$$

де k_A , k_S , k_W – вагові коефіцієнти для показників геохімічного забруднення АП, ґрунтів і водойми, відповідно; x_A , x_S , x_W – значення показників геохімічного забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і поверхневих вод (у балах), відповідно. За наявності біоіндикаційних досліджень території показники її геохімічного забруднення можуть бути уточнені.

Для характеристики інтегрального показника геохімічного забруднення (у балах), розрахованого за формулою (7), пропонуємо таку градацію:

ПН = 3 – екологічно-прийнятний стан досліджуваної рекреаційної території;

4 ≤ ПН < 7 – середній рівень геохімічного навантаження території;

7 ≤ ПН < 10 – високий рівень геохімічного навантаження території;

10 ≤ ПН ≤ 12 – дуже високий рівень геохімічного навантаження на територію з боку автотранспортних потоків.

Таким чином, як видно з рис. 2 (а, б) і 3 (а), у місцях перебування людей на досліджуваній території серед проаналізованих домішок найбільше перевищення $ГДК_{м.р.}$ спостерігається для оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO_2) – приблизно у 3,8 раз. Тому показник x_A встановлено як 2 бали. Зазначимо, що у даному дослідженні під час підрахунку ППН досліджуваної території вагові коефіцієнти прийнято такими, що дорівнюють 1, оскільки нами не враховувались особливості відпочинку людей на цій території.

Зважаючи на наявність у ґрунті сполук важких металів (зокрема, Купруму, Цинку та Кадмію), приймаємо $x_S = 3$ бали. А оскільки на водному об'єкті встановлено змiну поверхневого натягу і наявність плівок нафтопродуктів, то $x_W = 2$ бали. Отже, комплексним аналізом екологічного стану території рекреаційного призначення встановлено, що інтегральний показник геохімічного навантаження зони відпочинку із озером Райдужне дорівнює 7, що характеризує високий рівень забруднення досліджуваної території.

Висновки

1. Встановлено, що автотранспортні потоки столиці, чинять значний негативний вплив на певні ділянки рекреаційних зон, розташованих поблизу дороги. Особливо небезпечним для здоров'я дорослих і дітей є забруднення атмосферного повітря і придорожніх ґрунтів, оскільки саме під час активного відпочинку люди споживають забруднене шкідливими речовинами і дрібнодисперсним пилом повітря, використовують для ігор забруднений ґрунтовий покрив, грають у забрудненій рослинності, вигулюють собак тощо.

2. Емпіричні дослідження показали, що під впливом викидів ВГ автотранспортних засобів значною мірою погіршуються фізичні, хімічні, фізико-хімічні, біохімічні та, як наслідок, екологічні показники середовища, формуються локальні ареали геохімічних аномалій, а також відбувається неперервна міграція токсикантів по компонентах навколишнього середовища та ланцюгах живлення.

3. Просторово-часові натурні обстеження характеристик автотранспортних потоків, дорожніх умов та метеумов, а також вивчення характеру підстилаючої поверхні на прилеглих до зон відпочинку автомагістралей з використанням програмного комплексу MathCad надали можливість побудувати поля дисперсії основних забруднювачів – інгредієнтів відпрацьованих газів АТЗ – CO , NO_x та PM , визначити умови їх розсіювання та локального небезпечного концентрування за різних погодних і метеумов, а також надати рекомендації щодо організації відпочинку людей на досліджуваних територіях, особливо за несприятливих для розсіювання ШР погодних умов.

4. За допомогою обчислювального експерименту та емпіричних даних розраховано інтегральний показник геохімічного навантаження на досліджувану зону відпочинку (ППН = 7 – високий рівень геохімічного навантаження) та встановлено найнебезпечніший для даної території напрямок вітру (північно-східний), його швидкість (3 м/с для монооксиду Карбону і оксидів Нітрогену у перерахунку на NO_2 ; 3 м/с і 10 м/с для дрібнодисперсних частинок сажі), дорожні умови тощо.

5. Встановлено, що повітряний простір, водні об'єкти міста, паркові зони та інші території рекреаційного призначення столиці у більшості випадків несуть значне екологічне навантаження з боку автотранспортних потоків, а досить часто, замість очікуваної рекреаційної дії, навіть становлять загрозу для здоров'я людей.

Список використаної літератури

1. Парсаданов І. В. Підвищення якості і конкурентоспроможності дизелів на основі комплексного паливно-екологічного критерію : монографія. Харків : НТУ "ХПІ", 2003. 244 с.
2. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського : веб-сайт. URL: <http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua> (дата звернення: 17.01.2019).
3. Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем) : учебное пособие. Иркутск : Иркутский университет, 2008. 138 с.
4. Транспортна екологія. Методично-інформаційні матеріали до самостійного вивчення дисципліни та виконання індивідуальних завдань для студ. напряму підготов. 6.070101 Транспортні технології (за видами транспорту) / Павличенко А. В., Лисицька С. М., Борисовська О. О., Деменко О. В. Дніпропетровськ : Нац. гірничий ун-т, 2012. 39 с.
5. Кофанова Е. В., Борисов А. А., Евтеєва Л. И. Рассеивание вредных веществ в придорожном воздушном пространстве вблизи водных объектов г. Киева. Горная механика и машиностроение. 2018. № 2. С. 31–38.
6. Борисов О. О., Кофанова О. В. Проблеми вторинної міграції хімічних елементів – інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на придорожніх рекреаційних територіях міст. Екологічні науки. 2019. Вип. 1 (924). т. 1. С. 17–21.
7. Кофанов О. Є., Борисов О. О. Екологічне навантаження з боку автотранспортних потоків на придорожні території рекреаційного призначення. Енергетика : економіка, технології, екологія. 2018. № 4.

С. 124–133.

8. Рабош, І. О., Кофанова О. В. Ліхеноіндикаційні дослідження в градієнті антропогенного навантаження (на прикладі паркових зон м. Києва). Екологічні науки. 2019. Вип. 1 (924). т. 1. С. 46–50.

9. Расчетная инструкция (методика) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ автотранспортными средствами в атмосферный воздух / Рузский А. В. и др. Москва, 2006. URL: <http://www.opengost.ru/iso/3174-raschetnaya-instrukciya-metodika-po-inventarizacii-vybrosov-zagryaznyayuschih-veschestv-avtotransportnymi-sredstvami-v-atmosfernyy-vozduh.html> (дата звернення: 17.01.2019).

10. Степура В. С., Белятинський А. О., Кужель Н. В. Основи експлуатації автомобільних доріг і аеродромів: навчальний посібник. Київ, 2013. 204 с.

11. Платонов А. П. Меры снижения воздействия противогололедных материалов на придорожные территории. Наука и техника в дорожной отрасли. 1997. № 2. С. 11.

12. Опаловский А. А. Планета Земля глазами химика. Москва : Наука, 1990. 224 с.

13. Борисов О. О. Геоекологічна оцінка ризику кислотно-сольового забруднення примігстральних ділянок педосфери (на прикладі міста Києва). Техніка, енергетика, транспорт АПК. 2016. № 4(96). С. 41–48.

14. Хабаров В. А. Комплексная геоэкологическая оценка урбанизированных территорий в условиях техногенеза : дис. ... д-ра геогр. наук : 25.00.36 / Москва, 2003. 570 с.

15. Борисов О. О., Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. Вісник Нац. техніч. ун-ту "ХПІ". Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях. 2017. № 32(1254). С. 91–97. DOI:10.20998/2413-4295.2017.32.15.

16. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Ленинград : Гидрометеиздат, 1975. 449 с.

17. Чернявский С. А. Исследование трансформации химических примесей в атмосфере и оценка экологического риска как условие повышения информативности системы мониторинга : дис. ... канд. техн. наук : 05.11.13 / Москва, 2016. 136 с.

18. Замай С. С., Якубайлик О. Э. Моделирование оценки и прогноза загрязнения атмосферы промышленными выбросами в информационно-аналитической системе природоохранных служб крупного города : учеб. пособ. Красноярск : Красноярский гос. ун-т, 1998. 109 с.

19. Системный анализ и принятие решений. Технология вычислений в системе компьютерной математики Mathcad : учеб. пособ. / В. А. Холоднов и др. Санкт-Петербург, 2013. 154 с.

20. Кофанов О. Є. Моделювання розсіювання і локального концентрування поллютантів у придорожньому повітряному просторі. Вісник НТУ «ХПІ». Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях. 2018. № 9 (1285). С. 190–197.

21. Методы расчета выбросов от автотранспорта и результаты их применения / В. В. Донченко и др. Журнал автомобильных инженеров. 2014. № 3 (86). С. 44–51.

O. Borysov, ORCID 0000-0002-1053-2989

O. Kofanova, ORCID 0000-0002-9851-6392

National Technical University of Ukraine 'Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute'

INTEGRAL INDICATOR OF GEOCHEMICAL POLLUTION OF URBAN RECREATIONAL TERRITORIES CAUSED BY MOTOR TRAFFIC

The influence of the traffic flows in Kyiv city and harmful substances emissions on the recreational territories was investigated in the paper. A methodology and an integral indicator of the geochemical load on the recreational territories by vehicles and components of their emissions were developed. The integral indicator takes into account (depending on the type of the recreation area and people activity): levels of atmospheric air pollution, contamination of soil and surface waters, as well as bioindicational indicators of the investigated territory. The methods of mathematical statistics, mathematical modeling, field observations, empirical studies and computational experiment have been applied in order to calculate the integral indicator of the geochemical load on the urban recreational territories. In order to determine the pollution of the roadside areas and to predict the ecological status of the studied territories, the semi-empirical equation of turbulent diffusion was used, taking into account the fact that the processes of dispersion and local concentration of harmful impurities in certain parts of the territory are affected by the direction and speed of wind, meteorological conditions, physicochemical properties of pollutants, various processes of their secondary transformation in the environment, as well as the conditions of sedimentation and secondary

mechanical settling. On the bases of the solution of this equation, the dispersion fields of hazardous substances that are ingredients of exhaust gases of vehicles (in particular, nitrogen and carbon oxides, fine dust) were built taking into account dangerous wind direction and speed. By the integral indicator, it was determined that the studied roadside recreational territories in many cases are potentially dangerous for human health due to the harmful effects of the motor traffic flows.

Keywords: recreational territory, roadside territories, vehicle load, environmental safety, vehicle emissions, the integral indicator of the geochemical load.

References

1. Parsadanov I. V. Pidvyshchennia yakosti i konkurentospromozhnosti dyzeliv na osnovi kompleksnogo palyvno-ekolohichnogo kryteriiu : monohrafiia. Kharkiv : NTU "KhPI", 2003. 244 s.
2. Tsentralna heofizychna observatoriia imeni Borysa Sreznevskoho : veb-sait. URL: <http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua> (data zvernennia: 17.01.2019).
3. Zilov E. A. Gidrobiologiya i vodnaya ekologiya (organizatsiya, funktsionirovanie i zagryaznenie vodnykh ekosistem) : uchebnoe posobie. Irkutsk : Irkutskiy universitet, 2008. 138 s.
4. Transportna ekolohiia. Metodychno-informatsiini materialy do samostiinoho vyvchennia dystsypliny ta vykonannia indyvidualnykh zavdan dlia stud. napriamu pidhotov. 6.070101 Transportni tekhnolohii (za vydamy transportu) / Pavlychenko A. V., Lysytska S. M., Borysovska O. O., Demenko O. V. Dnipropetrovsk : Nats. hirnychiy un-t, 2012. 39 s.
5. Kofanova E. V., Borisov A. A., Evteeva L. I. Rasseivanie vrednykh veshchestv v pridorozhnom vozdushnom prostranstve vblizi vodnykh ob"ektov g. Kiev. Gornaya mekhanika i mashinostroenie. 2018. № 2. S. 31–38.
6. Borysov O. O., Kofanova O. V. Problemy vtoryynoi mihratsii khimichnykh elementiv – inhrediiientiv vykydiv avtotransportnykh zasobiv na prydorozhnikh rekreatsiinykh terytoriiakh mist. Ekolohichni nauky. 2019. Vyp. 1 (924). t. 1. S. 17–21.
7. Kofanov O. Ye., Borysov O. O. Ekolohichne navantazhennia z boku avtotransportnykh potokiv na prydorozhni terytorii rekreatsiinoho pryznachennia. Enerhetyka : ekonomika, tekhnolohii, ekolohiia. 2018. № 4. S. 124–133.
8. Rabosh, I. O., Kofanova O. V. Likhenoindykatsiini doslidzhennia v hradiiienti antropohennoho navantazhennia (na prykladi parkovykh zon m. Kyieva). Ekolohichni nauky. 2019. № 1 (924). t. 1. S. 46–50.
9. Raschetnaya instruksiya (metodika) po inventarizatsii vybrosov zagryaznyayushchikh veshchestv avtotransportnymi sredstvami v atmosfernyy vozdukh / Ruzskiy A. V. i dr. Moskva, 2006. URL: <http://www.opengost.ru/iso/3174-raschetnaya-instrukciya-metodika-po-inventarizacii-vybrosov-zagryaznyayushchih-veshchestv-avtotransportnymi-sredstvami-v-atmosfernyy-vozduh.html> (data zvernennia: 17.01.2019).
10. Stepura V. S., Bieliatynskiy A. O., Kuzhel N. V. Osnovy ekspluatatsii avtomobilnykh dorih i aerodromiv: navchalnyi posibnyk. Kyiv, 2013. 204 s.
11. Platonov A. P. Mery snizheniya vozdeystviya protivogolodnykh materialov na pridorozhnye territorii. Nauka i tekhnika v dorozhnoy otrasli. 1997. № 2. S. 11.
12. Opalovskiy A. A. Planeta Zemlya glazami khimika. Moskva : Nauka, 1990. 224 s.
13. Borysov O. O. Heoekolohichna otsinka ryzyku kyslotno-solovoho zabrudnennia prymahistralnykh dilianok pedosfery (na prykladi mista Kyieva). Tekhnika, enerhetyka, transport APK. 2016. № 4(96). S. 41–48.
14. Khabarov V. A. Kompleksnaya geoekologicheskaya otsenka urbanizirovannykh territoriy v usloviyakh tekhnogeneza : dis. ... d-ra geogr. nauk : 25.00.36 / Moskva, 2003. 570 c.
15. Borysov O. O., Kofanova O. V. Kompleksnyi analiz heokhimichnogo stanu prydorozhnikh terytorii velykoho mista. Visnyk Nats. tekhnich. un-tu "KhPI". Ser. : Novi rishennia v suchasnykh tekhnolohiiakh. 2017. № 32(1254). S. 91–97. DOI:10.20998/2413-4295.2017.32.15.
16. Berlyand M. E. Sovremennye problemy atmosferno diffuzii i zagryazneniya atmosfery. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1975. 449 s.
17. Chernyavskiy S. A. Issledovanie transformatsii khimicheskikh primesey v atmosfere i otsenka ekologicheskogo riska kak uslovie povysheniya informativnosti sistemy monitoringa : dis. ... kand. tekhn. nauk : 05.11.13 / Moskva, 2016. 136 s.
18. Zamay S. S., Yakubaylik O. E. Modelirovanie otsenki i prognoza zagryazneniya atmosfery promyshlennymi vybrosami v informatsionno-analiticheskoy sisteme prirodookhrannykh sluzhb krupnogo goroda : ucheb. posob. Krasnoyarsk : Krasnoyarskiy gos. un-t, 1998. 109 s.
19. Sistemnyy analiz i prinyatie resheniy. Tekhnologiya vychisleniy v sisteme komp'yuternoy matematiki Mathcad : ucheb. posob. / V. A. Kholodnov i dr. Sankt-Peterburg, 2013. 154 s.
20. Kofanov O. Ye. Modeliuvannia rozsiuvannia i lokalnogo kontsentruvannia polutantiv u prydorozhnomu povitriannomu prostori. Visnyk NTU «KhPI». Ser.: Novi rishennia v suchasnykh tekhnolohiiakh.

2018. № 9 (1285). S. 190–197.

21. Metody rascheta vybrosov ot avtotransporta i rezul'taty ikh primeneniya / V. V. Donchenko i dr. Zhurnal avtomobil'nykh inzhenerov. 2014. № 3 (86). S. 44–51.

А. А. Борисов, аспирант, ORCID 0000-0002-1053-2989

Е. В. Кофанова, доктор пед. наук, канд. хим. наук, профессор, ORCID 0000-0002-9851-6392
Национальный технический университет Украины "Киевский политехнический институт имени
Игоря Сикорского"

ИНТЕГРАЛЬНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ГЕОХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДСКИХ РЕКРЕАЦИОННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АВТОТРАНСПОРТНЫХ ПОТОКОВ

В работе исследовано влияние автотранспортных потоков г. Киева и выбросов вредных веществ на территории, предназначенные для отдыха людей. Разработана методика и предложен интегральный показатель геохимической нагрузки на территорию рекреационного назначения со стороны автотранспорта и компонентов выбросов автотранспортных средств, учитывающий (в зависимости от вида зоны отдыха и деятельности людей): уровни загрязнения атмосферного воздуха, загрязнение почв и грунтовых растворов, поверхностных вод, а также биоиндикационные показатели исследуемой территории. Для расчета интегрального показателя применены методы математической статистики, математического моделирования, натурные наблюдения, эмпирические исследования и вычислительный эксперимент. По интегральному показателю установлено, что исследуемые придорожные зоны отдыха людей часто являются потенциально опасными для здоровья из-за вредного воздействия автотранспортных потоков. При различных погодных и метеорологических условиях спрогнозировано влияние автотранспортных потоков на экологическое состояние исследуемых территорий при определенной дорожной ситуации.

Ключевые слова: рекреационная зона, придорожные территории, автотранспортная нагрузка, экологическая безопасность, выбросы автотранспортных средств, интегральный показатель геохимической нагрузки.

Надійшла 21.01.2019

Received 21.01.2019